

L'approccio *Data-crossing* per la localizzazione delle fonti di inquinamento. Il caso di Portoscuso (Sardegna)

The *data-crossing* approach to locate point source pollution. The Portoscuso Case (Sardinia)

Autori:

Pierluigi Cau, Ingegnere, Center for Advanced Studies, Research and Development in Sardinia (CRS4). Tel. 070 9250281. Email: pierluigi.cau@crs4.it.

Simone Manca, Software Engineer, CRS4. Email: simone.manca@crs4.it.

Riassunto

E' oggi comunemente riconosciuta l'esigenza di disporre di metodi e tecniche per la tutela e la gestione ottimale delle risorse idriche e per la valutazione dell'impatto ambientale dovuto a rischi naturali e alla presenza di sostanze contaminanti nei bacini idrologici e nelle acque sotterranee. Individuare le fonti localizzate e le modalità di immissione di inquinanti negli acquiferi, in riferimento a cause e tempi con cui l'inquinamento si è prodotto, è estremamente complesso. In questo lavoro viene descritto un sistema informatico integrato di modellizzazione formato da tecnologie GIS, generatori di griglia, simulatori numerici, e visualizzatori al fine di indagare l'impatto sulla qualità dell'acqua di fonti di inquinamento localizzate e diffuse e quantificare l'incertezza nell'applicazione del modello idrologico. La procedura permette, variando la posizione delle fonti di immissione degli inquinanti, di simulare le configurazioni che meglio riproducono le situazioni reali. Possono essere ipotizzate congiuntamente più fonti di immissione contemporanee supponendo diverse leggi di immissione. In particolare la procedura è stata applicata ad un caso di studio reale, per analizzare e incrociare i campi di inquinamento simulati coi valori di inquinamento misurati *in situ* al fine di individuare i punti possibili d'immissione dell'inquinante e il relativo tempo di permanenza. L'insieme delle configurazioni in grado di riprodurre il comportamento del sistema è stato poi discusso in termini probabilistici e statistici. Il sito in esame è un settore della piana di Portoscuso (Sardegna Sud Occidentale) inquinata da residui inorganici provenienti da industrie metallurgiche e chimiche.

Parole chiave: GIS, Inquinamento, modelli, Portovesme,

Abstract

Tools and methodologies for optimal water resources management and for environmental impact analysis are needed in order to evaluate natural hazards, presence of contaminant sources in hydrological and groundwater basins etc.. Finding the location of point source pollution and understanding the dynamics of groundwater degradation, considering also the causes and the time of its occurrence, can be extremely complex. In this work, an integrated software system has been developed, herein described. This is a suit of partly in-house developed modules composed of GIS technologies, mesh generators, and hydrological and pre/post processing codes designed to predict the impact of a point source of pollution and to quantify the uncertainty due to the model application. Moreover the computational system has been personalized, for a case study, to integrate simulated contamination fields with in situ measurements to identify the location of point source pollution and the time of the spill. The procedure enable the user to identify the simulated scenario closest to the observed one. A probabilistic approach will be then performed to analyse the results. The resulting methodology was applied to the case of the Portoscuso Plain (South-West Sardinia) threatened by inorganic residuals from the industrial zone of Portoscuso.

Key word: GIS, Hydrological models, Groundwater, Portovesme,

1. Introduzione

L'attenzione dell'opinione pubblica in relazione al tema del trattamento e smaltimento dei rifiuti si è rivolta, fino ad un recente passato, principalmente verso i Rifiuti Solidi Urbani, le cui problematiche interessano direttamente la popolazione. La stessa normativa storicamente ha rivolto maggiormente la sua attenzione su tale tipologia di rifiuti, mediante diverse disposizioni in termini di raccolta differenziata e trattamenti di inertizzazione, ponendo in subordine le altre categorie di rifiuti quali gli Speciali, non assimilabili agli urbani, e soprattutto i Tossico-nocivi. La situazione italiana è allarmante, se si tiene conto del fatto che nel periodo 01/01/93 – 31/12/96 durante i controlli effettuati su 4573 discariche pubbliche e private sono state accertate 4912 infrazioni mentre 1324 discariche sono risultate prive di autorizzazione [Ministro dell'Ambiente; 1997]. Il degrado rilevato è reso ancora più allarmante se consideriamo che l'acqua sotterranea è vista ancora oggi esclusivamente come una risorsa da sfruttare. Il problema è inteso ancora principalmente come individuazione della presenza di risorsa sotterranea in un determinato sito, ignorando completamente gli aspetti legati alla sua modalità di occorrenza, circolazione, captazione e gestione. Raramente si conosce dove e quando il fenomeno della contaminazione di una falda ha avuto origine. In pratica ci si accorge che vi è inquinamento solo quando lo si misura, tuttavia i tempi e le fonti rimangono incognite. La protezione delle acque di falda dal sovrasfruttamento e dalla contaminazione di origine diversa (rifiuti urbani e industriali, pesticidi e fertilizzanti, scorie nucleari, intrusione salina, ecc...) richiede la previsione degli effetti indotti dalle attività umane sulla quantità e qualità delle risorse sotterranee, previsione che si può conseguire solo attraverso l'impiego di idonei modelli matematico-numerici. L'utilizzo di tali modelli, o simulatori, deve necessariamente ricorrere a strumenti informatici di predisposizione e di analisi dei dati, nonché di visualizzazione dei risultati. Valorizzati da un approccio integrato, i modelli di simulazione delle dinamiche delle risorse idriche sotterranee assumono un ruolo sempre più centrale negli studi di impatto ambientale.

Nel presente studio viene applicato il modello numerico di simulazione agli elementi finiti CODESA 3D per studiare fenomeni di trasporto di inquinanti inorganici inerti nel sottosuolo al fine di comprendere con maggior chiarezza le dinamiche del fenomeno e l'incertezza legata all'applicazione del modello idrologico. L'obiettivo del lavoro è lo sviluppo di un sistema informatico integrato per la gestione ottimale delle risorse idriche.

2. Descrizione dell'area in studio e temi d'interesse

La produzione di rifiuti tossico-nocivi in Sardegna supera le centinaia di migliaia di tonnellate/anno, di queste più della metà deriva dall'area industriale di Portoscuso. Lo studio modellistico interessa la porzione di piana costiera di Portoscuso, su cui si sviluppa il polo industriale (Portovesme), nel Sulcis-Iglesiente, Sardegna Sud-Occidentale (figura 1). L'agglomerato si estende su circa 350 ettari e comprende importanti insediamenti industriali per la produzione elettrica e per la produzione di allumina, alluminio (tramite elettrolisi dell'allumina), laminati di alluminio, piombo, zinco, cadmio, mercurio, argento, oro e ossidi di magnesio, ecc.. Sono presenti inoltre vaste aree adibite allo stoccaggio di fanghi carichi di scorie derivanti dalle passate lavorazioni delle attività estrattive. In generale lo smaltimento dei rifiuti provenienti dall'area industriale è avvenuto in maniera non coordinata, adottando talvolta soluzioni non ottimali, facendo ricorso comunque a discariche nelle quali è sempre più difficile individuare aree di stoccaggio adeguate, con il conseguente impoverimento dello stato di qualità del territorio, dell'aria e della falda idrica sottostante.

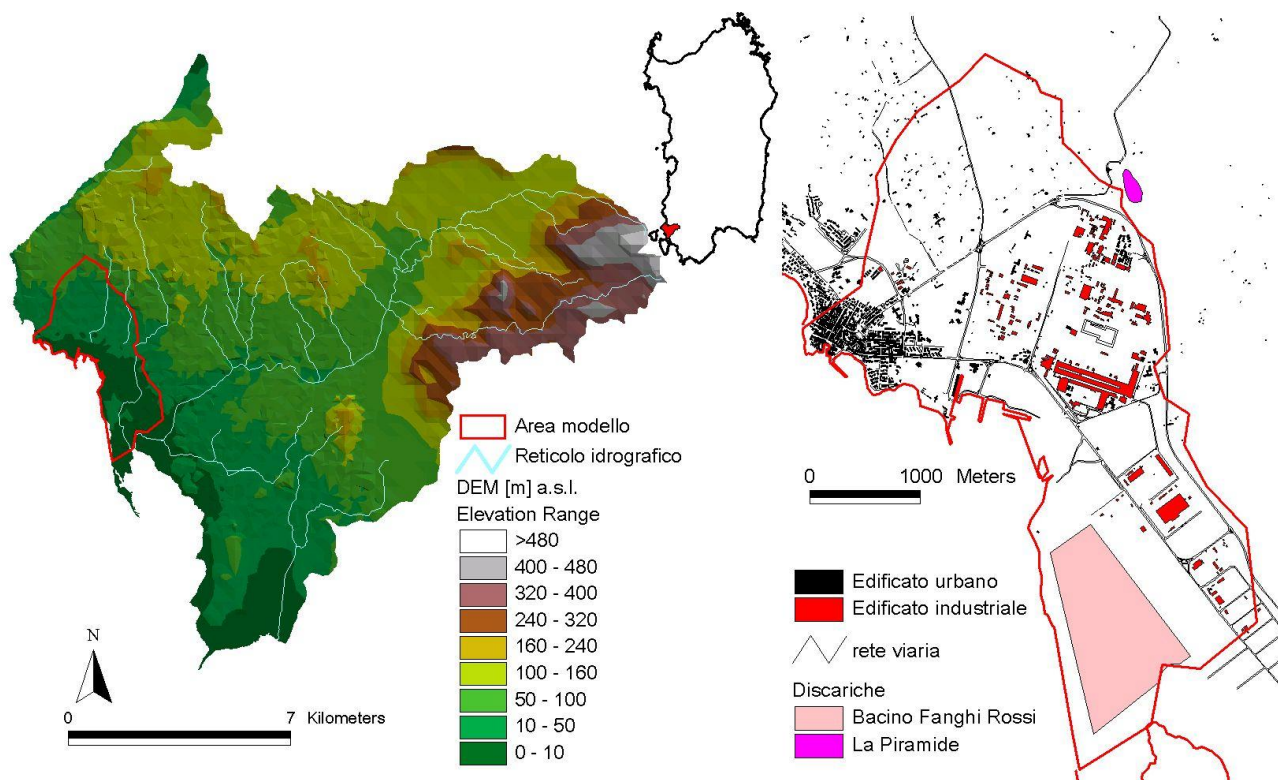


Figura 1. Localizzazione dell'area in studio e principali elementi topografici

Il 30 Novembre 1990, con una delibera della Presidenza del Consiglio dei Ministri, l'area investigata è stata dichiarata "ad elevato rischio di crisi ambientale". La delibera è ampiamente giustificata se si tiene conto dei volumi di rifiuti in gioco, del loro grado di pericolosità e soprattutto della mancanza di una tecnologia definitiva di trattamento, considerando che lo stoccaggio in discarica del rifiuto tal quale costituisce la pratica comune. La situazione è confermata anche da studi eseguiti dall'Università di Cagliari, che, su un campione di 222 bambini, ha rilevato concentrazioni di piombo nel sangue pari a 11,3 $\mu\text{g}/\text{dl}$ nei ragazzi e di 7,39 $\mu\text{g}/\text{dl}$ nelle ragazze provenienti da Portoscuso contro valori medi per la regione Sardegna che si attestano a meno della metà [Sanna et al., 2003].

Il regime idrologico dell'area è marittimo, tipico per le ragioni del bacino mediterraneo, con un minimo in estate (Luglio-Agosto) e un massimo d'inverno (Novembre-Dicembre). La pioggia media annua ragguagliata, nel settantennio 1922-1992, è di circa 650 mm, di cui il 60-65 % viene perso in evapotraspirazione. La morfologia del territorio è caratterizzata da rilievi collinari, ultime propaggini dei complessi vulcanici della Sardegna Sud-occidentale, che si estendono fino a poche centinaia di metri dalla linea di costa. Nella piana sono presenti tre sistemi acquiferi differenti. Il primo (freatico) e il secondo, detti entrambi superficiali, sono impostati su sedimenti sabbiosi quaternari di potenza variabile e separati da uno strato di argilla, di potenza limitata, posto ad una profondità media di 10/15 metri rispetto al piano di campagna (Barbieri, Ghiglieri, 1998). I sedimenti sabbiosi poggiano sulle formazioni vulcaniche che affiorano ai margini settentrionali e occidentali, costituendo i limiti della piana. Le analisi delle superfici piezometriche misurate evidenziano che il flusso di falda di entrambi questi acquiferi è mediamente in direzione Nord-Est Sud-Ovest e solo localmente [Cau et al. 2002], a causa di saltuari emungimenti, si evidenziano con di richiamo che comunque non si richiudono mai al di sotto del livello medio del mare. La base del secondo acquifero è costituita da vulcaniti, che si trovano ad una profondità progressivamente crescente in direzione N-NW S-SE. L'acquifero profondo è impostato nelle fratture della formazione ignimbritica ad una profondità variabile da 110 a 170 m dal piano di campagna ed è caratterizzato da un grado di artesianesimo variabile (Barbieri, Ghiglieri, 1994). I primi due sistemi acquiferi sono interessati da un forte inquinamento e per le evidenti interconnessioni idrauliche, nelle applicazioni modellistiche sono stati trattati come un unico sistema multistrato (Cau, Gallo, 2002). Analisi effettuate dal Dipartimento di Ingegneria del Territorio, Università di Cagliari, nel periodo 1989 – 1999 hanno evidenziato livelli di inquinamento preoccupanti anche in considerazione dei limiti di legge imposti dal Dlgs 152/99. Sono state rilevate, ad esempio, concentrazioni di piombo nell'acqua di falda 94 volte maggiori del limite massimo di 10 $\mu\text{g}/\text{l}$ imposto dalla normativa vigente.

3. Descrizione del modello

In questo studio modellistico è stato utilizzato il programma di calcolo CODESA-3D. Questo è un modello accoppiato di flusso di acque sotterranee a densità variabile e di trasporto di inquinanti inerti sia nei suoli insaturi che negli acquiferi, sviluppato congiuntamente dal CRS4 e dall'Università di Padova [Gambolati et al., 1999], [Lecca, 2000]). Si basa su una discretizzazione agli elementi finiti tetraedrici nello spazio e alle differenze finite pesate nel tempo. Consente l'attribuzione dei parametri idrogeologici del dominio tridimensionale con variazioni degli stessi nello spazio e nel tempo. L'accoppiamento dei processi di flusso di acque sotterranee e trasporto di contaminante fa sì che si possano analizzare in dettaglio gli effetti sul campo di moto delle acque sotterranee della densità variabile del fluido, a seguito delle variazioni di concentrazione dell'inquinante disciolto. Il modello è basato sulle leggi deterministiche della meccanica dei fluidi, assumendo come incognite l'altezza piezometrica equivalente di acqua dolce $\psi = p/(\rho_0 g)$, dove p è la pressione, ρ_0 è la densità dell'acqua dolce e g è l'accelerazione di gravità, e la concentrazione c normalizzata rispetto alla concentrazione massima di sale in acqua marina. Il modello matematico è descritto dalle seguenti equazioni di bilancio di acqua [1] e soluto [2]:

$$\sigma \cdot \frac{\partial \psi}{\partial t} = \nabla \cdot \mathbf{v} - \phi S_w \varepsilon \frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\rho}{\rho_0} q \quad (1)$$

$$\phi \frac{\partial (S_w c)}{\partial t} = -\nabla \cdot (c \mathbf{v}) + \nabla \cdot (D \nabla c) + q c^* + f \quad (2)$$

Nell'equazione (1) $\sigma = S_w S + \phi \frac{\partial S_w}{\partial \psi}$ è il coefficiente di immagazzinamento con S coefficiente di immagazzinamento

elastico, ϕ porosità e S_w saturazione idrica. La densità della soluzione è $\rho = \rho_0 (1 + \varepsilon \cdot c)$, con c [l] la concentrazione relativa del soluto, normalizzata rispetto ad un valore soglia di concentrazione per litro d'acqua [g/l], e $\varepsilon = (\rho_s - \rho_0) / \rho_0 \ll 1$. Infine q è la portata specifica iniettata o estratta. Nell'equazione (2), D è il tensore di dispersività idrodinamica [Bear & Verruijt, 1987], c^* la concentrazione di soluto nella portata iniettata e f la portata specifica di inquinante immesso senza immettere fluido. La velocità di Darcy è data da $\vec{v} = -K[\nabla \psi + (1 + \varepsilon \cdot c)\nabla z]$ e $K = K_s (1 + \varepsilon \cdot c) k_r$.

Nel caso in esame per descrivere il comportamento dei suoli rispetto alla ritenzione idrica sono state utilizzate le curve semi-empiriche Brooks & Corey [1964]:

$$S_w = \left[(1 - S_{wr}) \left(\frac{\psi_s}{\psi} \right)^\beta + S_{wr} \right] \quad e \quad k_r = \left(\frac{\psi_s}{\psi} \right)^{2+3\beta} \quad \psi < \psi_s \quad (3)$$

con ψ_s carico piezometrico di ingresso dell'aria, β indice dei pori e S_{wr} saturazione idrica residua. Nello studio si è assunto $S_{wr} = 0.020$, $\beta = 0.694$ e $\psi_s = 0.0726$ m per un suolo prettamente sabbioso e $S_{wr} = 0.106$, $\beta = 0.180$ e $\psi_s = 0.169$ m per un suolo avente una frazione di argilla pari al 30% e il rimanente 70% di sabbia [Maidment, 1962]. Tutti i parametri idrogeologici del modello numerico sono stati assunti come deterministici ed omogenei. Nel modello di flusso sono state utilizzate conducibilità idrauliche K isotrope dell'acquifero freatico (I acquifero) pari a 1×10^{-3} m/s mentre per il II acquifero sono stati adottati valori di un ordine di grandezza inferiore (la descrizione delle due unità idrogeologiche è riportata nel paragrafo seguente). Si è tenuto conto inoltre della presenza di uno strato di confinamento argilloso a caratteristiche isotrope ($K = 1 \times 10^{-8}$ m/s) posto ad una profondità media di 10 m. La porosità n e il coefficiente di immagazzinamento elastico S sono stati assunti rispettivamente pari a 0.3 e 1×10^{-5} 1/m. I parametri omogenei del modello di trasporto sono il coefficiente di diffusione molecolare D_0 pari a zero e dispersività longitudinale α_l e trasversale α_t , assunti rispettivamente pari a 50 m e 10 m. Esiste un vincolo (numero di Peclet $v_i \Delta x_i / D_{ii} \leq 2$ [Frind, 1982]) legato allo schema di discretizzazione numerica agli elementi finiti adottato che impone di considerare valori di dispersività longitudinale dell'ordine dei 50 m con un passo medio della griglia 3D pari a 180 m.

4. Discretizzazione numerica e condizioni al contorno

I limiti dell'area scelta per le applicazioni modellistiche, sono costituiti ad Ovest dal mare, a Nord e Est dagli affioramenti delle vulcaniti, e a Sud dallo spartiacque superficiale assunto coincidente anche della falda sotterranea. La geometria tridimensionale del sistema acquifero è stata definita utilizzando il modello digitale del terreno, avente elevazioni sul livello medio del mare ($z = 0$) comprese fra 76.6 e 0 m, e la ricostruzione geometrica 3D del substrato del sistema acquifero, collocato a profondità variabili tra 29 e -70 m s. l. m..

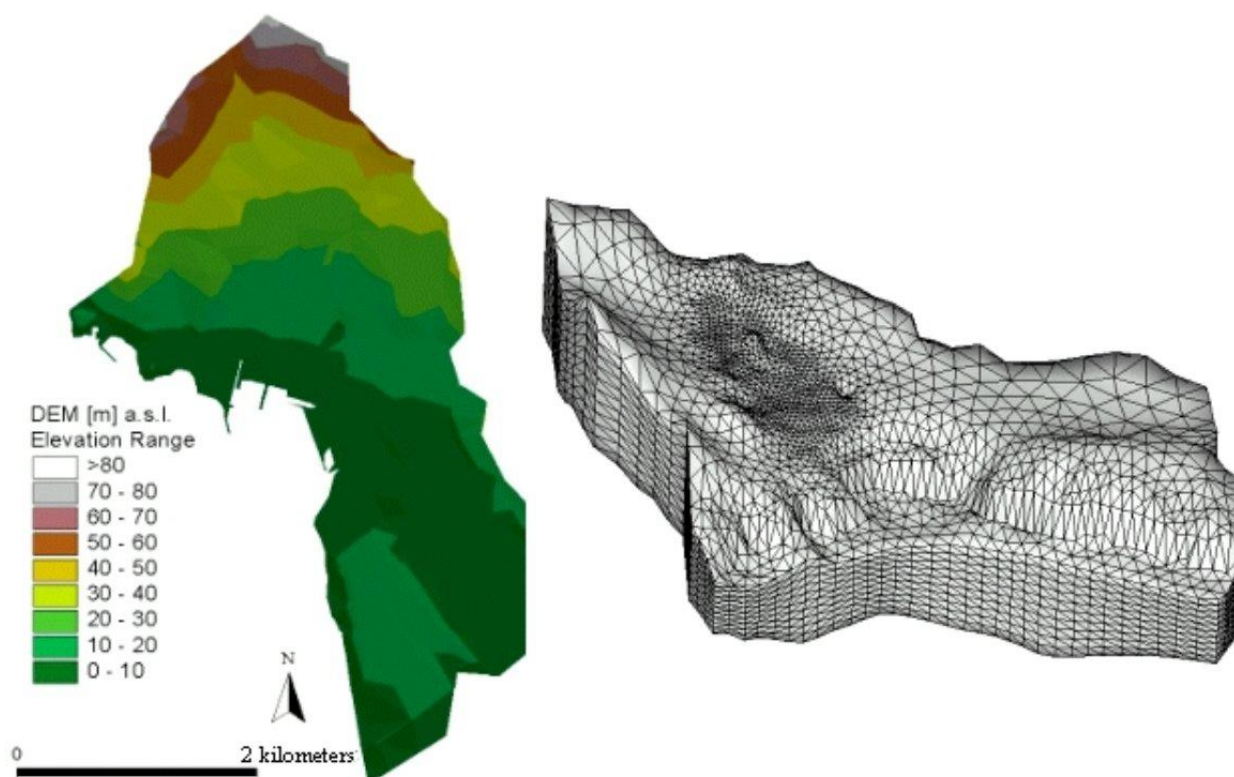


Figura 2. Modello digitale del terreno e ricostruzione della mesh 3D.

Il modello digitale del substrato impermeabile del sistema acquifero è stato ottenuto, mediante interpolazione lineare, dall'analisi di una serie di stratigrafie ricadenti o prossime all'area esaminata. Lo spessore medio dell'acquifero \bar{s} è di 42 m con un minimo di 10 m, e un massimo di 72 m, lungo il confine sud-est. Il dominio numerico è stato triangolato in una mesh superficiale costituita da 1432 nodi e 2753 triangoli, poi replicata verticalmente, per un totale di 15752 nodi e 82590 tetraedri della mesh 3D. Il criterio di raffinamento adottato consiste nell'avere i triangoli più piccoli (835 m^2) in prossimità delle aree con alti valori di inquinamento, in vicinanza dei quali è presumibile ipotizzare la presenza di fonti di inquinamento, fino ad arrivare ai triangoli più grandi (35713 m^2) nell'entroterra sul confine est del dominio alla distanza di circa 1.86 km dalla costa. La mesh 3D, che riproduce il dominio idrogeologico degli acquiferi superficiali, è mostrata in Figura 2 ed è stata ottenuta replicando la triangolazione superficiale per 10 strati verticali. Il bacino alluvionale è stato schematizzato in 3 unità idrogeologiche:

1. un acquifero freatico poco profondo ($\bar{s} \sim 10 \text{ m}$) corrispondente ai primi 3 strati (I acquifero);
2. uno strato di confinamento argilloso (acquitardo) relativamente sottile ($\bar{s} \sim 2,5 \text{ m}$) corrispondente al quarto strato;
3. un'acquifero semi-confinato ($\bar{s} \sim 30 \text{ m}$) corrispondente agli ultimi 6 strati (II acquifero).

Per le condizioni al contorno di flusso, dal bilancio idrologico del bacino idrografico, è stata stimata la ricarica verticale omogenea pari a 110 mm/anno. Flussi nulli sono stati imposti a Nord del dominio computazionale, corrispondente al confine naturale del bacino idrogeologico, al substrato impermeabile del sistema acquifero (quest'ultima condizione implica che non vi siano flussi entranti dal basso) e al confine Sud ipotizzato coincidente con lo spartiacque superficiale. Sul contorno est del dominio si è assunta un'altezza di acqua dolce costante ricavata interpolando le altezze piezometriche medie misurate *in situ*. Per quanto riguarda le condizioni al contorno del processo di trasporto si assume una concentrazione relativa unitaria costante nel tempo nelle aree sede delle fonti di inquinamento localizzata ($C = 1$ [1]).

5. Le simulazioni

Sono state eseguite due serie di simulazioni: la ricostruzione della superficie piezometrica in condizioni indisturbate in regime stazionario (steady state) e, a partire da questa, un transitorio di 10 anni per la ricostruzione della concentrazione dell'inquinante nel sistema acquifero multistrato. Nel transitorio viene simulata la presenza di un'unica fonte localizzata di inquinamento.

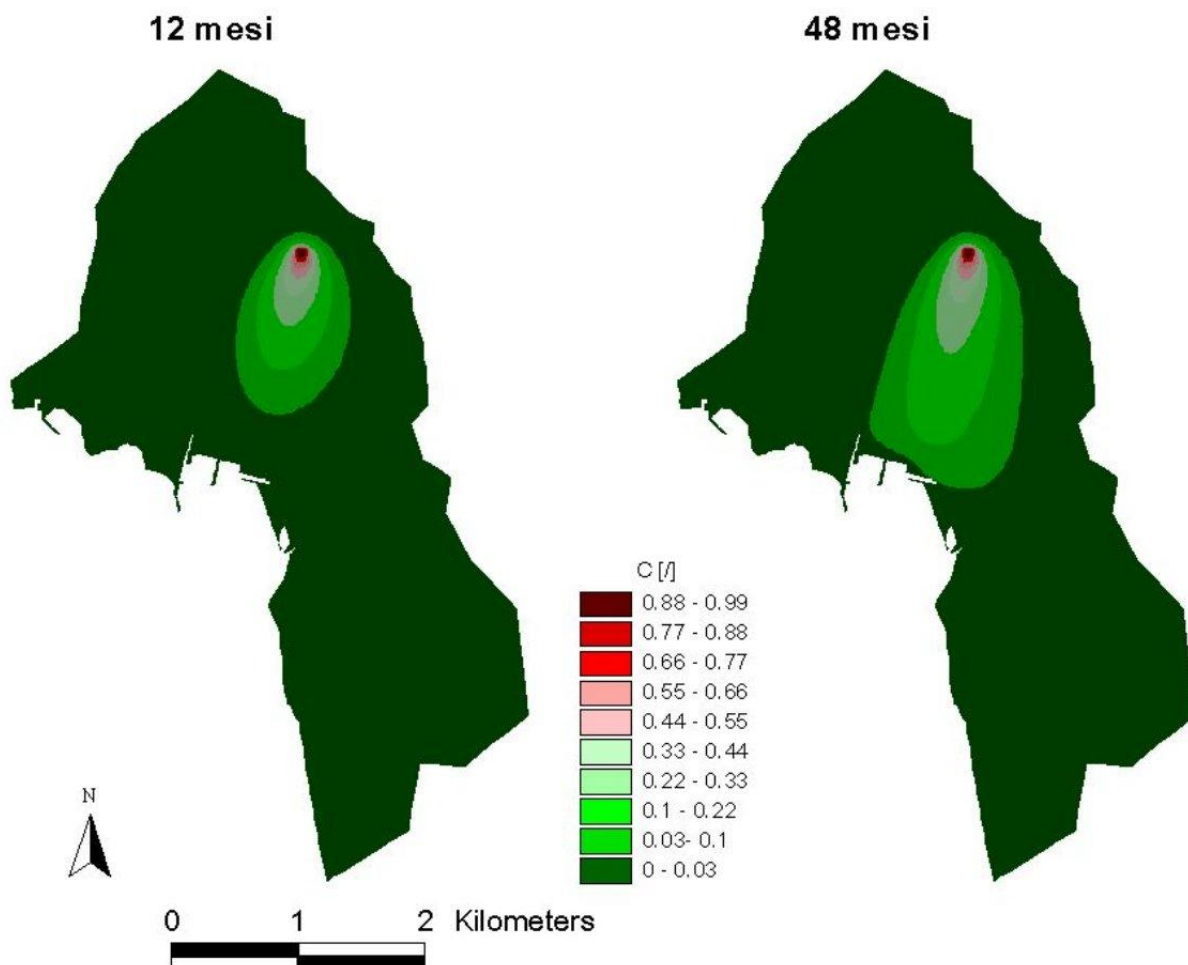


Figura 3. Andamento temporale del fronte di contaminante simulato c [$^{\circ}\text{C}$] ai tempi 12 e 48 mesi con immissione dell'inquinante nell'elemento 1763. Le simulazioni transitorie di flusso e trasporto riproducono l'evoluzione spazio-temporale del plume dell'inquinante in falda.

Si è variata la posizione della fonte di immissione dell'inquinante e valutato l'impatto, tramite il modello idrologico, della nuova fonte di inquinamento (tutte le possibili configurazioni del sistema vengono coperte per un totale di 2238 possibili configurazioni). Al fine di ridurre sensibilmente i tempi di calcolo (circa 186 ore di calcolo teoriche) è stata utilizzata una macchina parallela, IBM RS/6000 SP a 16 processori POWERPC_Power3, con 16 GB di memoria condivisa. Il sistema operativo usato è AIX (versione 4) dotato del software LoadLeveler per l'amministrazione dei processi (sistema di gestione dei job che permette all'utente di eseguire più compiti in meno tempo, combinando le richieste da parte dell'utente con le risorse disponibili del sistema). Le simulazioni e il processamento dei dati sono stati gestiti da un *toolkit* perl sviluppato ad hoc (Gestore), che si è occupato di pilotare il LoadLeveler e modificare di volta in volta il punto di sversamento dell'inquinante. Il gestore si è inoltre occupato di ottimizzare il calcolo su quattro code parallele e di estrapolare le informazioni utili dalle simulazioni. Con questo approccio tutte le fasi di simulazione e estrapolazione sono state completate in 1,95 giorni e dei 12 GigaByte di dati risultanti, sono stati utilizzati solo 413 MegaByte rappresentanti le concentrazioni di inquinante nei vari tempi relative al terzo strato della mesh 3D (alla base dell'acquifero). Dall'analisi delle 2238 simulazioni si è verificato che il fenomeno di trasporto dell'inquinante diventa stazionario dopo un periodo di tempo dell'ordine dei 72 mesi [Cau & Manca, 2002]. Dopo tale tempo la concentrazione è funzione solo del punto (particolarità emersa dall'analisi delle simulazioni). In figura 3 si mostra l'evoluzione temporale di un transitorio simulato con elemento di immissione situato internamente al comparto industriale potenzialmente pericoloso.

6. La procedura "Data crossing".

Anche se l'ausilio della visualizzazione, 2D o 3D, è indispensabile per l'analisi qualitativa dei risultati, essa risulta deficitaria allorché le simulazioni da comparare sono tante e soprattutto quando si vogliono rappresentare numericamente le differenze tra diversi scenari simulati. Sovente, inoltre, si rende necessario eseguire analisi spaziali sui risultati delle simulazioni e sovrapporre gli scenari di possibile degrado della risorsa ad altre informazioni territoriali

al fine di inquadrare il problema ambientale in maniera organica ed avere una misura-quantificazione dei possibili danni. Si è scelto di implementare la procedura *Data crossing* nella piattaforma GIS ArcView per il fatto che tale ambiente informatico è ideale per gestire informazioni geografiche distribuite dove la componente di visualizzazione e gestione dei dati non è secondaria rispetto a quella di pura analisi. ArcView mette a disposizione degli utenti un linguaggio di scripting ad alto livello detto Avenue, che con la sua interfaccia *object oriented* permette di creare degli applicativi che possono raggiungere un notevole grado di complessità. La procedura è stata inoltre impacchettata in un'estensione di ArcView (Data-crossing.avx) con un'interfaccia *user friendly*, così da poter essere condivisa facilmente tra gli utenti. Gli script Avenue automatizzano tutte le fasi di analisi dei dati, con la creazione di tabelle, mappe e diagrammi riepilogativi dei risultati.

La procedura (che nel caso in esame sfrutta un'unica campionatura) è stata progettata per localizzare la fonte più verosimile della contaminazione della falda e stimare il tempo con cui il fenomeno si è sviluppato (tempo di occorrenza). Tale obiettivo è perseguito tramite il confronto tra i valori misurati di contaminante e quelli simulati dal codice numerico per ogni intervallo di tempo. Per tempo di occorrenza, in questo studio, si intende il tempo che una fonte di immissione localizzata/diffusa impiega con una certa legge di immissione per creare l'inquinamento misurato (nel nostro esempio la fonte di immissione è localizzata e la legge di immissione è costante). Dal confronto vengono poi estratti una serie di indicatori statistici che descrivono quanto il singolo scenario simulato si discosta ai diversi tempi dal set di concentrazioni misurato.

Il sistema lavora, quindi, nel modo seguente:

- Sono archiviati in una tabella (reference) i tre nodi delle mesh di calcolo più vicini ai pozzi di misura e le relative distanze.
- Per ogni simulazione viene ricavato, tramite interpolazione lineare, nelle posizioni dei pozzi di controllo il valore di concentrazione simulata ad ogni passo temporale e vengono calcolate le seguenti grandezze:

$$\Delta c_J^r(T_i) = c_r^{mis} - c_r^J(T_i) \quad (4)$$

$$\text{var}_J[C^{mis}, C_J(T_i)] = \frac{\sum (\Delta c_J^r)^2}{M} \quad (5)$$

Dove c_r^{mis} è la concentrazione dell'inquinante misurata nel pozzo r , e $c_r^J(T_i)$ è la concentrazione della simulazione J -esima nel pozzo r al tempo T_i . Con $r = 1, \dots, M$ (M è il numero di pozzi di controllo), $j = 1, \dots, N$ (N è il numero di simulazioni, l'indice della simulazione è anche l'indice identificativo dell'elemento), $i = 1, \dots, L$ (L è il numero di passi temporali della simulazione). La (4) misura la differenza locale tra il valore di concentrazione misurato e quello della J -esima simulazione al tempo T_i nel pozzo r . La (5), invece, è una misura (da qui in avanti chiameremo scostamento/errore) della differenza totale tra il campione delle concentrazioni simulate nei pozzi di controllo $C_J(T_i)$, con fonte di contaminazione l'elemento J -esimo al tempo T_i , e il campione delle misurazione della rete di monitoraggio (C^{mis}).

- Vengono elaborate, utilizzando i risultati delle relazioni (4) e (5), due matrici inserite rispettivamente nella tabelle Result e Statistica (Figura 4). La prima è costituita da un numero di colonne pari a $L + 2$ campi identificativi e un numero di righe pari a $N \cdot M$. La seconda (Statistica) ha invece dimensione $(L + 1) \times N$. Gli elementi della matrice statistica sono tutti ≥ 0 . Valori crescenti evidenziano il crescere dell'errore/scostamento della simulazione dalla condizione misurata. Lo scostamento nullo significa la perfetta corrispondenza alla condizione di campo.

Result							Statistica						
<i>well</i>	<i>sim</i>	T_1	.	T_i	.	T_L	\Rightarrow	<i>sim</i>	T_1	.	T_i	.	T_L
1	1	$\Delta c_1^1(T_1)$		1	$\text{var}_1[C^{mis}, C_1(T_1)]$
..
M	1	$\Delta c_1^M(T_1)$		j	$\text{var}_j[C^{mis}, C_j(T_1)]$
..
r	j	$\Delta c_J^r(T_1)$.	$\Delta c_J^r(T_i)$
..		N	$\text{var}_N[C^{mis}, C_N(T_1)]$
M	N	$\Delta c_N^M(T_1)$

Figura 4. Contenuto delle tabelle Result e Statistica. L'indice della simulazione corrisponde all'elemento di immissione dell'inquinante. Tale proprietà rende visualizzabile i risultati della matrice statistica direttamente nel GIS, tramite un semplice *join* di tabelle.

d) Il modulo prevede al suo interno anche una parte di visualizzazione in termini di mappe e grafici riepilogativi. Oltre a fornire l'indicazione del punto con minore scostamento e il tempo di occorrenza, il sistema restituisce una mappa riepilogativa dove sono visualizzate per ogni elemento della *mesh* l'errore più piccolo relativo alla simulazione con quell'elemento come fonte di immissione. Offre quindi una visione d'insieme della distribuzione spaziale dello scostamento, chiarendo la relazione spaziale che intercorre tra il punto di immissione e l'errore associato. Il vantaggio della rappresentazione spaziale risiede nell'immediata comprensione dei risultati dell'applicazione della procedura sia in termini assoluti che relativi.

7. Risultati

Nell'area in studio ricadono 41 pozzi di controllo, distribuiti in maniera casuale con valori di sali totali disciolti (TDS) variabili da un minimo di 0.5 g/l ad un massimo di 22 g/l misurati relativi ad una sola campionatura [Cau et al, 2000].

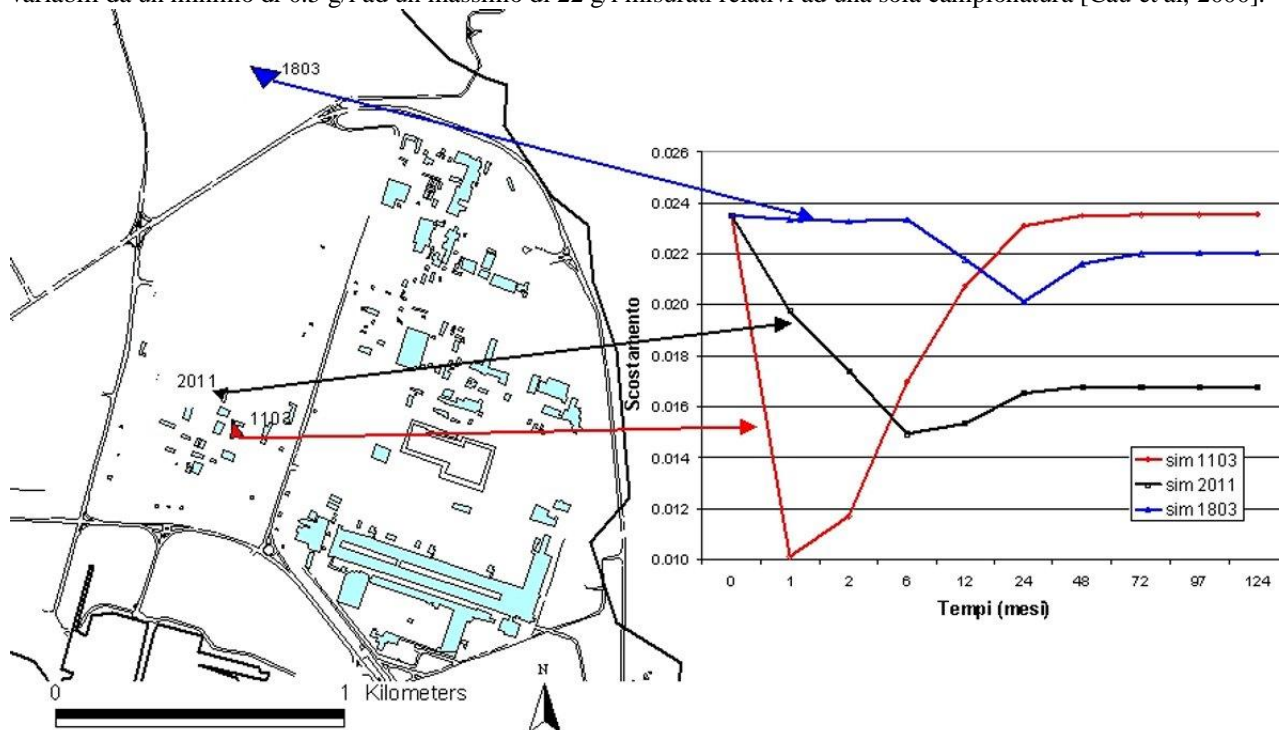


Figura 5. Andamento temporale degli scostamenti in tre diversi punti di contaminazione. Sono evidenti tre minimi che si manifestano a tempi diversi e caratterizzati da ampiezza diverse. Tanto più il punto di contaminazione è lontano tanto maggiore è il ritardo cui il plume simulato raggiunge i pozzi più inquinati.

La situazione idrogeologica della piana è estremamente complessa per il fatto che una quota parte dell'inquinamento misurato in falda può essere di origine diffusa, proveniente cioè dai fumi e dalle polveri che si depositano sul suolo e poi vengono trasportate in falda dall'acqua piovana, oltre che derivante da fonti localizzate. Evidenze di tale situazione hanno anche un riscontro storico, quando nei primi anni 80, ben prima della costruzione di importanti poli metallurgici si riscontrava la presenza di una patina bianco-giallastra sulle colture e nei prati. Analisi chimiche evidenziarono la presenza di varie sostanze minerali, originate dai fumi della centrale elettrica [Pazzaglia L., 1986]. Nel nostro studio tuttavia prenderemo in considerazione l'ipotesi di un'unica fonte localizzata di inquinamento. La scelta di tale approccio deriva dall'analisi dei dati misurati, che evidenzia la presenza di picchi di contaminazione in una parte del territorio spazialmente circoscritta. In figura 5 si evidenziano i risultati di tre simulazioni: la 1103, la 2011 e la 1803 con fonti di immissione i corrispondenti elementi. Gli scostamenti minimi sono rispettivamente ai tempi 1 mese, 6 mesi e 24 mesi e di ampiezza diversa. Questo risultato è dovuto al fatto che il plume simulato con, ad esempio l'elemento 1803 di contaminazione, prima di arrivare ai pozzi inquinati intercetta anche quelli meno inquinati. Ciò spiega perché il tempo e le ampiezze degli scostamenti sono diversi. Nel campo di validità imposto nella scelta del modello concettuale viene trovato un elemento di contaminazione che ha causato l'inquinamento della piana e il tempo di occorrenza, tale elemento ha lo scostamento minimo.

I risultati verranno analizzati secondo un approccio deterministico e uno probabilistico.

7.1 Approccio deterministico

La matrice statistica individua ad ogni passo temporale per ogni elemento di contaminazione la distanza quadratica media del campione misurato rispetto a quello simulato. Il minimo rappresenta, nelle ipotesi del modello, la configurazione che ha riprodotto meglio i dati misurati.

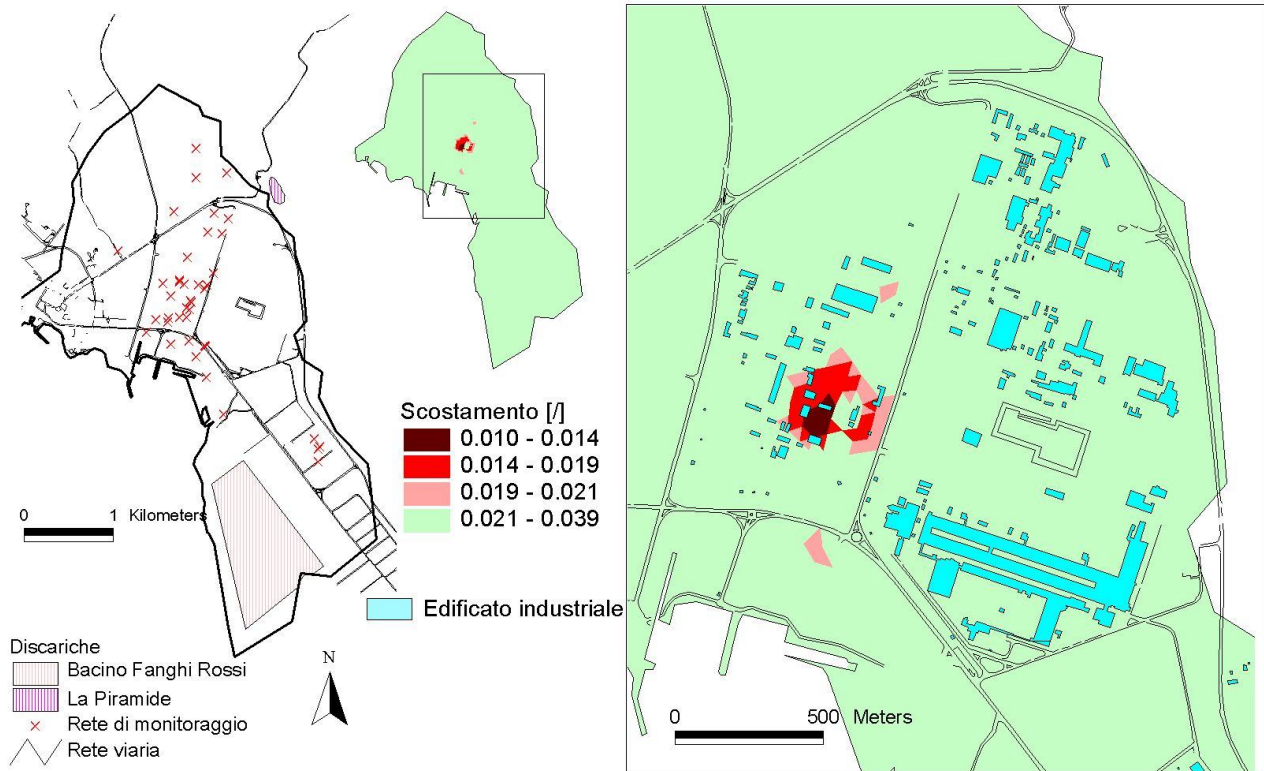


Figura 6. In figura si mostra la rete di monitoraggio (sinistra) costituita dai 41 punti di misura, la mappa degli scostamenti ai tempi $T_i = 1$ mese (in alto a destra) con sovrapposto il tematismo edificato industriale.

Oltre alla localizzazione, della fonte di immissione e il tempo di occorrenza (elemento 1103 al tempo 1 mese, in corrispondenza di un edificio industriale potenzialmente inquinante) è significativo, ad ogni passo temporale, rappresentare la mappa che associa ad ogni elemento di immissione il relativo errore. Gli elementi della matrice statistica rappresentano, difatti, una misura dell'errore della simulazione con elemento di immissione J-esimo al tempo T_i nella riproduzione delle concentrazioni misurate. Per il caso di studio, la matrice statistica ha un minimo e un massimo assoluto e più minimi e massimi relativi. In figura 6 le zone di minimo (scostamenti più piccoli) individuano le aree di inquinamento al relativo passo temporale che, nella configurazione del modello di flusso e trasporto, producono il plume che si discosta meno da quello misurato (dal nero al rosso acceso), viceversa le zone con scostamento più grande (dal rosso tenue al verde) sono quelle che si discostano di più dalla situazione di campo e che quindi non possono essere le cause dell'inquinamento rilevato. L'integrazione di questa mappa con i centri di pericolo (tematismo edificato industriale e discariche in figura 6) può chiarire meglio quali fonti potenzialmente inquinanti, in pratica, possono avere causato l'inquinamento della piana. Nel caso in studio vi sono fonti di potenziale contaminazione che hanno valori dello scostamento quasi uguali, tuttavia l'assenza di fonti inquinanti suggerisce che comunque queste aree non possano essere le cause dell'inquinamento misurato.

7.2 Approccio probabilistico

Le semplificazioni introdotte nel modello numerico e l'incertezza associata alle misure suggeriscono che un approccio probabilistico possa costituire una strada alternativa per analizzare i risultati. La probabilità che l'elemento J-esimo sia la sorgente inquinante della contaminazione rilevata, è funzione oltre che della posizione anche del tempo. Se la simulazione J-esima, quindi con l'elemento J-esimo di immissione, non influenza nessuno dei pozzi della rete di monitoraggio allora l'elemento J-esimo ha probabilità nulla di essere la causa di inquinamento misurato dalla rete.

La densità di probabilità ($[t^{-1} \cdot L^{-2}]$) riferita a queste zone è pertanto nulla:

$$p(s, t) = 0 \quad \text{se } C_J(T_i) = 0 \quad (6)$$

Se l'inquinante dalla fonte di immissione derivante dall'elemento J-esimo raggiunge al tempo T_i i pozzi di controllo la densità di probabilità è definita nel modo seguente:

$$p(s, t) = K \cdot (\text{var}_J[C^{mis}, C_J(T_i)] \cdot \Delta S_J)^{-1} \quad \text{se } C_J(T_i) \neq 0 \quad (7)$$

con ΔS_j l'area dell'elemento di sversamento, K il fattore normalizzante espresso dalla

relazione: $K = \left(\sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^L \frac{\Delta T_i}{\text{var}_J[C_J^{mis}, C_J(T_i)]} \right)^{-1}$ e ΔT_i l'intervallo temporale tra i tempi T_{i-1} e T_i .

Definiamo allora la probabilità che l'elemento J -esimo nell'intervallo di tempo ΔT_i sia la fonte inquinante:

$$P_{i,J} = p(s,t) \cdot \Delta S_J \cdot \Delta T_i \quad (8)$$

La funzione di probabilità e di densità di probabilità hanno dunque le seguenti proprietà: $\sum_{i=1}^L \sum_{j=1}^N P_{i,J} = 1$ e $p(s,t) \geq 0$.

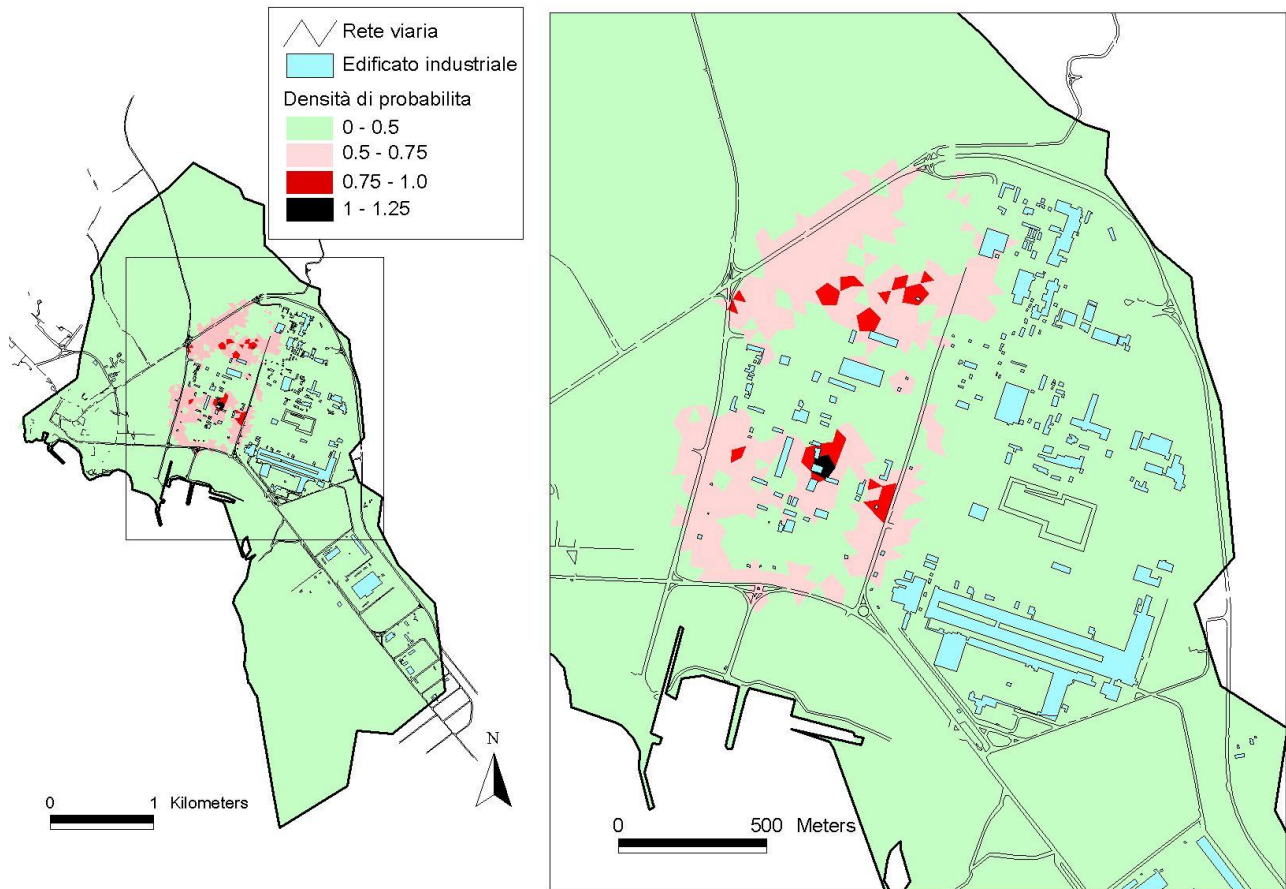


Figura 7. La mappa della densità di probabilità/ Km^2 evidenzia la presenza di un massimo assoluto localizzato nei pressi di un fabbricato industriale potenzialmente inquinante. Questa zona ha la massima probabilità nella configurazione del modello di essere la fonte localizzata di inquinamento. Comparando questo risultato con il risultato dell'approccio deterministico troviamo la quasi corrispondenza nella localizzazione del punto di sversamento.

Integrando la densità di probabilità nel dominio del tempo si ottiene una funzione dipendente solo dalla posizione della fonte di sversamento. Il risultato dell'integrazione espresso in termini di probabilità/ km^2 è riportato in Figura 7. Si individua un'area che ha comparativamente alle altre la maggior probabilità di essere la fonte di inquinamento. Si è voluto inoltre mettere in relazione la probabilità con l'area cumulata percentuale al fine di analizzare il rapporto tra estensione areale e probabilità (Figura 8). Oltre il 50 % del territorio ha probabilità nulla di essere sede della fonte localizzata di immissione (aree per le quali vale la relazione (6)), svincolando le attività potenzialmente inquinanti che vi ricadono dall'essere le effettive sorgenti della contaminazione. Questo risultato evidenzia, inoltre, come la rete di monitoraggio sia carente, difatti, se anche vi fossero, le fonti inquinanti che ricadono in queste aree creerebbero inquinamento della falda non percepibile dalla rete di monitoraggio. Altre aree, viceversa, hanno un impatto sulla rete solo dopo molti mesi. Anche questa eventualità è sconsigliabile, perché ci si accorge dell'inquinamento quando ormai le aree di acquifero contaminato sono molto estese. Aree pari al 13% e 27% del dominio complessivo hanno probabilità superiore al 70% e al 90% di racchiudere la fonte di contaminazione che ha causato l'inquinamento rilevato.

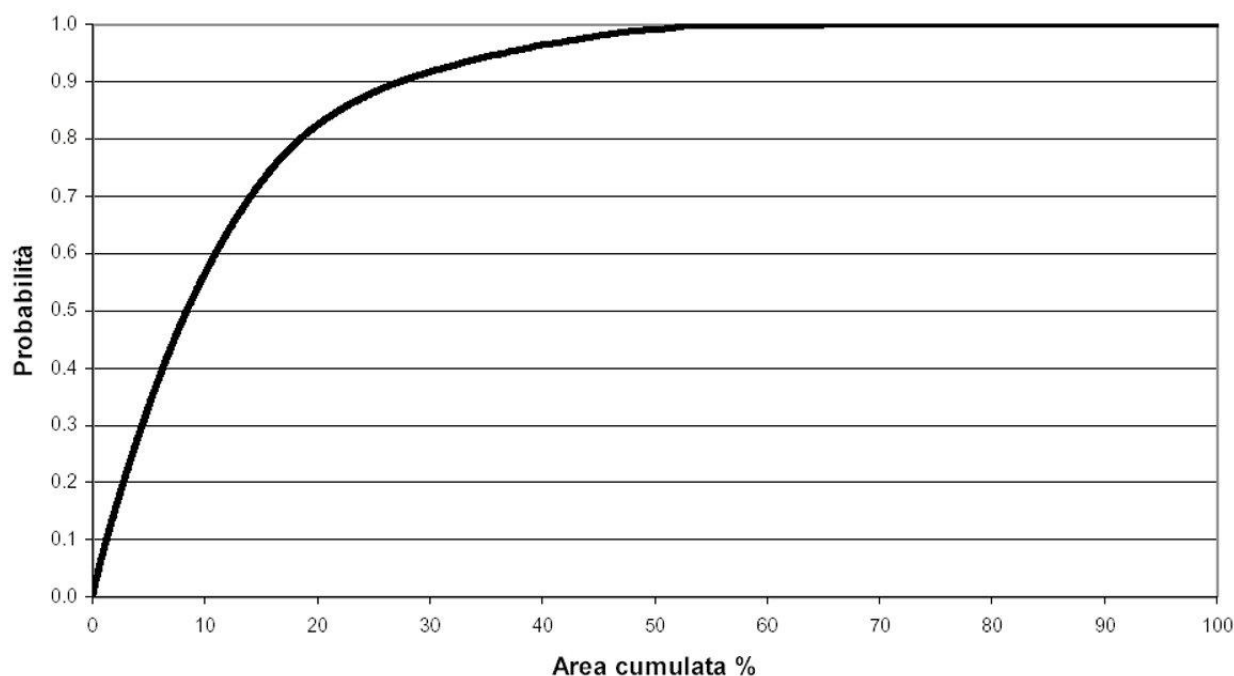


Figura 8. Si mostra l'andamento della probabilità al crescere dell'area che può contenere la fonte di immissione che ha causato l'inquinamento della piana.

8. Conclusioni

È da evidenziare che i risultati sono condizionati dalla qualità della rete di campionatura sia in termini di densità di distribuzione spaziale e temporale che in termini di qualità delle misurazioni. Tanto più la rete di monitoraggio è carente tanto più la procedura risulta inefficace a individuare univocamente l'area di contaminazione. Viceversa tanto più la rete di monitoraggio è fitta, quindi molti punti di controllo, tanto minore è l'incertezza associata alla applicazione della procedura. L'integrazione di *Data crossing* (delle mappe degli scostamenti e della densità di probabilità) con informazioni aggiuntive quali centri di potenziale inquinamento realmente esistenti, può offrire un valido contributo alla localizzazione delle fonti che hanno prodotto il reale inquinamento della falda.

La scelta di sviluppare la procedura tramite ArcView/Avenue si è dimostrata efficace, garantendo affidabilità e flessibilità nella gestione e analisi dei dati simulati, e nella visualizzazione e interpretazione dei risultati. Particolarmente interessante si è rivelata la possibilità d'integrare, mediante tecnologie GIS, le misure campionate con i risultati di un modello numerico per la simulazione di fenomeni d'idroveicolazione d'inquinanti in falda. La metodologia, per il caso di studio, è risultata efficace nell'individuazione dell'area sede dello sversamento dell'inquinante più verosimile/probabile e il relativo tempo di occorrenza, o viceversa nell'escludere aree (attività antropiche potenzialmente inquinanti) sospettate di essere la causa della contaminazione. Tuttavia i possibili utilizzi della procedura possono essere molteplici. La possibilità di prevedere l'andamento spazio temporale del *plume* dell'inquinante idroveicolato dalla falda idrica consente di individuare le aree a maggiore rischio di inquinamento e la possibilità di mettere in allarme l'utenza che si avvale dei pozzi potenzialmente a rischio. Altresì si possono definire in tempo reale scelte ottimali per la mitigazione del fenomeno con interventi alla fonte ovvero individuare chi ha realmente inquinato nell'ottica di chi inquina paga. La metodologia implementata consente inoltre di quantificare le incertezze nell'applicazione del modello di acque sotterranee. L'utilizzo di un modello numerico per la previsione di fenomeni di idroveicolazione di inquinante in falda, infatti, deve essere sempre preceduto dalla quantificazione dell'affidabilità del modello stesso. L'applicazione al caso di studio ha messo in evidenza la necessità di dotarsi di reti di monitoraggio adeguate per tenere sotto controllo fenomeni di contaminazione in atto. Il degrado della piana evidenzia la necessità di un uso più attento del territorio nonché l'indispensabilità di dotarsi di strumenti previsionali idonei per la definizione d'obiettivi credibili nel processo di ripianificazione del territorio.

Ringraziamenti. Si ringrazia la Regione Sardegna per il contributo offerto per la realizzazione del presente lavoro. Gli autori ringraziano Marino Marrocu ed Ernesto Bonomi per le fruttuose discussioni intercorse.

Bibliografia

- Sanna E, A. Liguori, L. Palmas, M. R. Soro & G. Flori, "Blood and hair lead levels in boys and girls living in two Sardinian town at different risks of lead pollution". *Pubblicato in Ecotoxicology and Environmental Safety* 55, 2003, pag. 293-299.
- Cau P. & S. Manca, "Una metodologia multivariabile per la calibrazione di alcuni parametri idrogeologici Portoscuso (Sardegna)". *Atti della VI Conferenza Nazionale ASITA, Geomatica per l'ambiente, il territorio e il patrimonio culturale*, Perugia, Italia, 2002, pag. 715-720.
- Cau P. & C. Gallo, 2002. Estimating interconnections between a phreatic and confined aquifer using a data crossing method: the Portoscuso plain (Sardinia, Italy) case. *Atti della IV conferenza internazionale Model Care, Calibration and reliability in groundwater modeling*, Praga Czech, 2002, pag 645-648.
- Cau P., C. Gallo, L. Muscas, G. Ghiglieri, & G. Barbieri. Integrazione GIS-software modellistici per l'analisi di qualità ambientale della piana di Portovesme. (Sardegna sud-occidentale). *Atti della V Conferenza Nazionale ASITA, La qualità nell'informazione geografica*, Rimini, Italy, 2001, pag. 459-464.
- Lecca G., 2000. Implementation and testing of the CODESA-3D model for density-dependent flow and transport problems in porous media. *Rapporto tecnico CRS4 numero Rep. 00/40*, Cagliari, Italia, 2000.
- Gambolati, G., M. Putti & C. Paniconi, "Three dimensional model of coupled density-dependent flow and miscible salt transport". In *Seawater Intrusion in Coastal Aquifers – Concepts, Methods and Practices*, chapter 10. Kluwer Academic, Dordrecht, The Netherlands, 1999, pp. 315-362.
- Barbieri G. & G. Ghiglieri (1998), "Inquinamento degli acquiferi sabbiosi nell'area industriale di Portovesme (Sardegna Sud-Occidentale)". *Associazione Mineraria Sarda, Iglesias, Digita Università di Cagliari*. Cagliari 9-10-11 Ottobre 1998. *Atti della Facoltà d'Ingegneria*, Vol. 42, n. XXVII, Cagliari, Ottobre 1999, pag. 27-35.
- Ministro dell'Ambiente, "Relazione sullo stato dell'ambiente", a cura del Ministero dell'Ambiente, Italia, 1997.
- Barbieri G. & G. Ghiglieri, "Artificial recharge tests in a sandy aquifer". *Water Down Under 1194*, Adelaide, South Australia, 1994.
- Maidment, D. R. (ed.) *Handbook of Hydrology*. McGraw Hill, Inc, 1992.
- Bear, J. & A. Verruijt, *Modeling groundwater flow and pollution*. Kluwer Academic Publishers, 1987.
- Pazzaglia L., *Gli inquinamenti in Sardegna*, Cap XIV, Edizione della Torre, 1986, pag 109-114.
- Frind, E. O., "Simulation of long term transient density dependent transport in groundwater", *Adv. Water Resour.* N. 5, 1982, pag. 73-88.
- Brooks R. H. & A. T. Corey, "Hydraulic properties of porous media", *Hydrology paper 3*, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, USA, 1964.

Nome file: testo+figure+bib.doc
Directory: C:\Documents and Settings\simo\Desktop
Modello: C:\Documents and Settings\simo\Dati applicazioni\Microsoft\Modelli\Normal.dot
Titolo: Descrizione del lavoro:
Oggetto:
Autore: plcau
Parole chiave:
Commenti:
Data creazione: 06/12/2004 17.18
Numero revisione: 17
Data ultimo salvataggio: 09/05/2005 15.25
Autore ultimo salvataggio:plcau
Tempo totale modifica142 minuti
Data ultima stampa: 09/05/2005 15.39
Come da ultima stampa completa
Numero pagine: 12
Numero parole: 5.767 (circa)
Numero caratteri: 32.874 (circa)